

活性污泥活性参数指标的选评*

许晓路 申秀英**

(浙江师范大学地理系, 浙江金华 321004)

摘要 根据国内外一些学者的研究进展, 本文对活性污泥的活性参数指标如氧吸收率、脱氢酶活性、三磷酸腺苷(ATP)含量、水解酶活性、氧化还原酶活性、污泥生物量、蛋白质含量等活性指标进行了系统的分析和评价。认为水解酶、氧化还原酶、蛋白质含量等参数适用于各毒物对活性污泥生理生化影响的研究, 而脱氢酶活性、耗氧率、ATP 含量三个参数最能准确反映活性污泥的活性, 可作为活性污泥污水处理的监控参数。

关键词 活性污泥, 活性参数指标, 脱氢酶活性, 耗氧率, ATP 含量。

活性污泥法以其净化效果较好, 管理方便而在废水处理中得以广泛应用。由于废水中常含有重金属等有害物质, 导致活性污泥处理效率下降^[1]。为了能及时发现异常状况, 以维持正常的处理效率, 国内外都在探索快速、简单、可靠、经济的活性污泥活性参数指标, 如脱氢酶活性、耗氧率、ATP 含量等。本文根据笔者和国内外一些学者的研究成果, 从灵敏度、可靠性、快速性及经济性等方面对这些参数指标进行综合评价, 为活性污泥污水处理厂的有效管理提供科学参考。

1 活性参数指标的测定和评价

1.1 污染物(COD、BOD₅)去除率

同时测定进、出水的 COD (BOD₅) 值, 即可推算出活性污泥系统对污水的降解能力。COD 一般用重铬酸钾法、高锰酸钾法测定, BOD₅ 用生化培养法测定^[2]。由于在实际处理装置中很难维持恒定的操作条件, 且气温、污水负荷及成分在不同时间都不尽相同, 造成 COD、BOD₅ 降解率不能准确反映活性污泥活性, 且测定费时长, 使管理人员不能及时了解运行状况, 从而不能有效地调整运行参数。

1.2 活性污泥生物量 (MLSS、MLVSS)

活性污泥对污水的处理依靠存在于污泥生物凝絮体中的微生物对有机物的吸附、氧化和消化, 因而活性污泥生物量 (MLSS、MLVSS)

在一定程度上也反映了活性污泥活性^[3]。MLSS MLVSS 可用过滤法或离心分离法测定, 为了诊断活性污泥的异常状况, 一般用简便的离心分离法^[3]。

在活性污泥污水处理厂中, 由于原始污水特性、MCRT (平均污泥停留时间)、温度都会引起不同处理厂活性/非活性固体比率的显著变化(最小值和最大值可相差 5 倍)^[3]。而 MLSS 或 MLVSS 只能反映生物数量, 不能反映活性生物的浓度, 所以, MLSS 和 MLVSS 都不能准确反映活性污泥的活性。

虽然 MLSS 或 MLVSS 准确性与专一性较低, 但由于其简便, 且能大致反映生物量, 因此可作为其它较灵敏方法的补充参考。

1.3 水解酶活性

活性污泥对污水中污染物的降解很大一部分依赖于其中的水解酶, 如蛋白酶、脲酶等。活性污泥由于含有大量生物, 确实存在着这些酶。和城市污水相比, 所生成的活性污泥的水解酶活性都有所增加, 如胃蛋白酶活性增加了 18 倍, 脂肪酶、淀粉酶、胰蛋白酶的活性只增加 2—3 倍^[4]; 不同水解酶在活性污泥中存在位置也不尽相同, 如胃蛋白酶、脂肪酶、淀粉酶只存在于污泥颗粒表面, 而胰蛋白酶在污泥颗粒周

* 国家自然科学基金资助项目

** 浙江师大生物系

1992 年 7 月 14 日收到修改稿

围也有所分布^[6]；活性污泥中的许多水解酶属于诱导酶，因为当活性污泥加入不同基质后，相对应的分解该基质的酶活性也随着上升^[6]。

水解酶活性的测定一般都较为简单，可用比色法测定。如蛋白酶活性的测定，反应体系加入 Folin's 试剂后，在 660m μ 处比色测定其蓝色产物量 (Kunitz, 1947)；在经处理的混合体系中加入奈氏试剂后，于 540m μ 处测其黄色产物即可知脲酶活性 (Sumner & Hand, 1928)。

当活性污泥体系中存在一定浓度的有毒物时，水解酶活性会有所下降。如 Sridhar 和 Pillai 发现，当碘乙酸、P-羟基苯汞浓度为 200 μ mol/L 时，对蛋白酶活性的抑制率分别达 30.5% 和 32.4%；当浓度达 500 μ mol/L 时，蛋白酶则完全失活。许晓路^[7]研究结果表明：在 MLSS 为 2000mg/L 的静态试管试验条件下，当 GaAs、Ga³⁺ 和 In³⁺ 浓度为 29.0、56.0 和 89.0ppm/g MLSS 时，活性污泥的脲酶活性均被抑制 10%。当 As(V)、Ga³⁺、In³⁺ 浓度为 193.7、204 和 132.4ppm/g MLSS 时，其蛋白酶活性均被抑制 10%。

水解酶活性下降，活性污泥处理污水能力也随着下降。如当污水中洗衣粉对污泥蛋白酶活性抑制 10% 时，其 BOD₅、COD_{cr} 去除率分别被抑制了 1.5% 和 0.3%^[8]。说明活性污泥水解酶活性和污水 COD、BOD₅ 降解率有一定相关性，即一定程度上反映了污泥的活性变化。但是，由于水解酶活性变化只能指示活性污泥对相应污染物降解能力的变化，未能反映对污水中其它污染物降解能力的变化，因而不能代表活性污泥总活性，且灵敏度不高^[5,7,8]。但对于某些处理特殊污水的活性污泥污水处理厂（如淀粉厂的污水），测定其占绝大多数污染物相对应的水解酶活性（如淀粉酶），对于污水处理厂的管理有一定的意义。对城市污水处理厂的管理则不太适用，只可作为生理生化指标。

1.4 氧化还原酶

活性污泥氧化还原酶的测定所需仪器、时间和水解酶相差不大。如过氧化氢酶活性的测

定可采用高锰酸钾滴定法^[6]；过氧化物酶活性的测定可用分光光度比色法 (Sumner & Gjesing, 1971)。

活性污泥的氧化还原酶能对污水中毒物作出反应。如 Sridhar^[9] 等人研究表明，酚、苯甲酚、HgCl₂、PbCl₂、NaN₃、CuSO₄、Co(NO₃)₂ 对过氧化氢酶活性会产生抑制作用。由于氧化还原酶能对污水中细菌等物进行氧化和澄清，故活性污泥中的氧化还原酶高低直接影响到出水水质，即处理效果。如 Pillai^[10] 等人研究了在操作条件一致情况下，活性污泥过氧化氢酶活性和出水水质关系（表 1），发现酶活性高，出水水质较好。

表 1 活性污泥过氧化氢酶活性和出水水质关系

活性污泥样品	过氧化氢酶活性 (μ molH ₂ O ₂ /μg 蛋白质·15min)	出水浊度 (度)	有机物 浓度 (mg/L)
1	384	8	9
2	277	18	12
3	255	22	14
4	252	35	18

有机物指出水中的高锰酸钾测定值

显然活性污泥氧化还原酶活性和出水水质相关，但酶活性变化仅仅反应了活性污泥在分解污染物过程中某一环节的受抑程度，不能代表总去除能力的变化。

1.5 活性污泥中核酸、蛋白质等有机成分

有毒物质进入活性污泥运行系统后，只要达到一定程度，势必对活性污泥系统产生根本性伤害，使其核酸、蛋白质等含量产生变化，如 Kao^[11] 等人的研究结果表明，Cd 影响了活性污泥中蛋白质和氨基酸的含量。缪甦(1988)研究结果表明，在 MLSS 为 2000mg/L、处理时间为 48h 的条件下，当 Hg²⁺、Ge⁴⁺、Cr⁶⁺ 和 Se⁴⁺ 浓度为 2.5、150、5.0 和 5.0ppm/g MLSS 时，对活性污泥 DNA 增长量的抑制率分别是 17.6%、13.0%、4.6% 和 13.0%。许晓路^[12]工作表明，当 40、200、400 ppm 的洗衣粉处理 96h 后，活性污泥酸水解氨基酸总量分别下降 6%、7.43% 和

极-溶解氧测定仪法(见图1)。方法为:取300 ml 污泥液于500ml 三角烧瓶中,用气压机吹入空气5—10min,把氧饱和的活性污泥悬浮液摇匀后迅速倒入200ml 三角瓶,并使其充满将空气排净。再装上插有溶解氧测定仪的敏感元件的胶囊使其密闭之。立即开动电磁搅拌器,待搅拌子旋转后开始测定并记录溶解氧减少情况。耗氧速度一般为10—50 mgO₂/g MLSS · h。

由于在降解基质和维持微生物生存中只有活性生物量消耗氧,所以 OUR 的测定能反映活性污泥的活性生物量浓度,并能响应进水负荷的波动和毒物的冲击^[12,19,20]。如 Duggan & Cleasby 发现,当进水 BOD 升高时,OUR 也随着上升;Ford 和 Ecker 对城市污水和啤酒、化工污水研究后也得到类似结论。Stens-trem 和 Andraws 通过计算机模拟证实了用氧摄入量(SPOUR)测定值(OUR/单位生物量)能立即反应传统的食料/生物量(F/M)不能立即反应的冲击负荷的存在。叶兆杰^[21]等人发现 Co、Zn、Sb、Cu、Cr、Ag 能抑制活性污泥耗氧率;Hartz (1968)等人也发现 K₂Cr₂O₇、CuSO₄ 抑制了活性污泥 OUR;缪甦(1988)发现当 GaAs、Ga³⁺ 和 Ge⁴⁺ 浓度为122、674 和 606 ppm/g MLSS 时,活性污泥 OUR 被抑制了10%。卢锦祥(1987)发现当污水中 Cr(VI)、Se(IV) 浓度为2.0 和 1.0 ppm 时,OUR 分别被抑制了11.1% 和 13.2%。

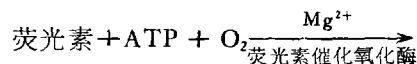
在活性污泥运行的管理中,只要同时测定曝气池和回流污泥的 SPOUR 值,并且计算混合液回流污泥 SPOUR,即可推知污泥活性和出水水质。因为当该值下降时,说明存在减少混合液 SPOUR 值的毒物(回流污泥 SPOUR 在短时期内能保持不变),由于 SPOUR 可在1 小时左右得到,故该比值能给管理人员提出一个工厂运行失常的早期警告、能给操作者一些时间去调整系统的参数,如增加曝气量、调整回流比、增加排泥量等。所以耗氧量是一个适宜于作为运行管理参数的活性生化指标。

应该指出,用电极法测 OUR 虽然简单,但

测定一经开始就应至结束为止,不得中断。而且多数工厂的电极测定仪系统的效率有限,一次分析的样品数目较少,这限制了用 OUR 作为运行管理参数的推广和应用。

1.8 活性污泥 ATP 含量

ATP 是所有生物体为维持生命必需的能量所贮藏的物质,所以通过测定 ATP 含量也可间接测定生物体含量。生物体内 ATP 含量的测定方法有紫外吸收法、荧光法和荧光素-荧光素酶法^[15,22,23]。由于 ATP 分离方法的缺陷会造成较大误差、酶纯度限制了灵敏度等原因,前两种测定方法都有不足之处。目前,国外应用最多且灵敏度高的方法即为荧光素-荧光素酶法。其原理为:



(还原型)



(氧化型)

在荧光素催化氧化酶的催化作用下,ATP 使荧光素由还原型转变成氧化型,发出波长为580—590mμ 光,只要测出荧光强度,可知 ATP 含量。该法灵敏度高达10⁻¹³g ATP/10μl 样品。

目前,有关活性污泥中 ATP 含量的问题,国外已作了不少研究。Roe, P. C. et al.^[22] 研究表明,温度、pH、毒物能改变污泥的 ATP 量。基质成分、浓度能导致 ATP 少量变化,但不是主要因素。生物的生长速率不会影响 ATP/活生物量比例,但能改变 ATP/干重,因为不是所有的干重都是活的生物体。在实验室稳定状态下,ATP 能非常好的表示生物的动力学特性和污泥沉降性能。Nelson, P.O. 等^[23] 研究表明,ATP 和生物代谢非常相关,生物死后 ATP 马上消失,不能储存,在活细胞内的 ATP 和生长速率无关并且能保持相对稳定。Hgsert, D. W. et al.^[3] 发现 ATP 和污泥浓度 (MLSS)、出水 SS 呈极好相关性,且和活性生物量、代谢活性直接相关。

如前所述,用 ATP 来表示活性污泥生物活性具有浓度在各生物体内恒定、且与干重法等

成正比,细胞一旦死亡马上消失,有一套灵敏、准确、快速的测定方法等诸多优点,因而在国外得以广泛应用。

2 讨论

对活性污泥的多种活性参数指标进行比较分析后可知:氧吸收率、脱氢酶活性、ATP 含量这 3 个指标最宜于用作运行管理参数,能迅速而准确地反映活性污泥活性。而水解酶、氧化还原酶、核酸含量等指标只能用于说明毒物对活性污泥生理生化的影响,它们只是部分地反映了活性污泥活性,不宜用于活性污泥污水处理厂的管理。

对对污水负荷变动、有毒物的反应上看,ATP 最为灵敏。卢锦祥、缪甦认为脱氢酶活性比耗氧率敏感,但 Klapwijk, A. et al.^[16]的实验结果(表2)却表明,耗氧率比脱氢酶活性对毒物更为敏感。笔者认为,这两个指标的灵敏度在同一个数量级上,而且两者之间密切相关。

从测定方法看,脱氢酶活性的测定比耗氧率、ATP 含量测定更为方便,实验所需时间在半小时左右,操作简单,操作人员也无需经过特殊培训;从所需仪器看,脱氢酶活性也最为简单、耗氧率次之,而 ATP 含量测定需要较为昂贵的仪器。

由于脱氢酶活性和 ATP、耗氧率呈极好相关性,只要测一个,都不会损失结果的可靠性和重复性^[17]。所以,一般污水处理厂可选用脱氢酶活性作为运行管理的活性参数指标。如拥有溶解氧测定仪,则也可选用耗氧率。ATP 虽然具有准确、灵敏等诸多优点,但要求操作人员技术熟练(ATP 从污泥中抽提有一定困难),荧光素和荧光素酶价格昂贵(包括光电计数器),

所以短时期内在国内不可能广泛使用。但在研究制定污染物进入活性污泥的最高允许浓度、排放标准时,应分析污泥的 ATP 含量变化,以确保处理设施的正常运行。

表 2 耗氧率和脱氢酶活性对毒性物质敏感性比较

毒物及浓度 (g/L)	Zn 0.2	KCN 0.8	酚 0.6	2,4-D 0.6
脱氢酶活性抑制率 (%)	97	94	97	7
耗氧率(OUR)抑制率 (%)	100	100	31	10

参 考 文 献

- 1 许晓路等. 环境污染与防治. 1991,13(3): 29
- 2 环境监测分析组编. 环境监测分析方法. 北京: 环境科学出版社, 1986: 19—24
- 3 Hysert D W et al. *Biotechnology and Bioengineering*. 1979, 17: 1301
- 4 Huang J Y C et al. *J. WPCF*. 1984, 56 (3):259
- 5 许晓路等. 环境科学. 1990,11(6): 54
- 6 Sridhar M K C et al. *Environ. Pollut.* 1974, 13: 195
- 7 许晓路等. 环境科学. 1991,12(5): 17
- 8 许晓路等. 浙江师大学报. 1991,14(2): 81
- 9 Sridhar M K C et al. *Current Sci.* 1965, 34:602
- 10 Pillais C et al. *Current Sci.* 1952, 21:287
- 11 Kao J F et al. *J. WPCF.* 1982, 54 (7): 1118
- 12 生物化学编审小组. 生物化学试验指导. 北京: 人民卫生出版社, 1987: 214—218
- 13 Subramanyam P V R et al. *J. WPCF*. 1967, 32 (4):344
- 14 王敏等. 环境科学和技术. 1984,5(2): 20
- 15 Jorgensen K P *J. WPCF*. 1984, 56(1): 89
- 16 Klapwijk A. et al. *Water Res.* 1984, 18:121
- 17 Awong J et al. *Water Res.* 1985,19 (7):917
- 18 吉林化学工业公司染料厂. 化工环保. 1982,3(2): 61
- 19 Hartz K E et al. *J. WPCF*. 1985, 57 (9):942
- 20 Huang J Y C et al. *J. WPCF*. 1984, 56 (3):259
- 21 叶兆杰等. 给水排水. 1984,5(2): 24
- 22 Roe P C et al. *J. WPCF.* 1982, 54 (3): 246
- 23 Nelson P O et al. *Water Res.* 1980, 14:217

ge can be reduced from over 300 ml/g to below 100ml/g.

Key words: filamentous, activated sludge, sludge bulking control.

Exchange of Greenhouse Gasses between Agroecosystem and Atmosphere. Wang Jingguo (College of Agricultural Resources and Environmental Science Beijing Agricultural University, Beijing 100094): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 49—53

Flux of greenhouse gasses in agricultural ecosystem contributes significantly to global greenhouse effect. Major greenhouse gasses, CH₄, CO₂ and N₂O, are directly or indirectly related to farming system and agricultural practice. Destruction of nap application of excess nitrogen fertilizer not only in natural vegetation, increase in rice plantation and crease the emission of CH₄, CO₂ and N₂O from the system, but reduce the soil uptake of CH₄ as well. The processes in soil, involving production of greenhouse gasses, were also discussed.

Key words: greenhouse gasses, carbon dioxide, methane, nitrous oxide, soil plant, agroecosystem.

Progress of Atmospheric Environmental Impact Assessment in China. Ning Datong, Zhong Liangxi et al. (Institute of Environmental Sciences, Beijing Normal University, Beijing 100875): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 54—57

In the past two decades, as the focus of atmospheric environmental protection gradually shifted from controlling smoke and dust pollution resulted from point sources to the regional comprehensive prevention and treatment the atmospheric environmental impact assessment achieved remarkable progress in such aspects as scope of assessment, requirements and contents, research procedure, experimental methods, transportation and diffusion models for air pollutants, and their relation with control of total pollutant amount and regional atmospheric environmental planning. Based on the results of more than 2000 completed projects, a

general review and summary of the features and main contents of the research work in each step of the development of atmospheric environmental impact assessment in China during the past 20 years were presented in this paper. 6 key problems needing intensive study were proposed and possible progress in the field in the near future was predicted.

Key words: air pollution, modelling, environmental impact assessment.

Evaluation of Active Indicator of Activated Sludge. Xu Xiaolu, Shun Xiuying (Zhejiang Normal University, Jinhua 321004): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 58—62

This paper evaluates the validity of parameters such as oxygen uptake rates (OUR), ATP content, dehydrogenase activity, nucleic acids and protein content, amino acids, oxidatice enzyme, hydrolytic enzyme, volatile suspended solids as indicators of the activity of activated sludge. Results show that dehydrogenase activity, OUR, ATP are the most suitable controlling parameters of activated sludge.

Key words: activated sludge, activity indicator, dehydrogenase activity, ATP, OUR.

Removal of Nitrate from Drinking Water. Liu Linghua (Water Quality Research Center of Water Conservancy, Beijing 100044): *Chin. J. Environ. Sci.*, **14**(2), 1993, pp. 63—66

This paper discusses the methods for the removal of nitrate from drinking water, and their advantages and disadvantages. Analysis and comparison show that both ion exchange and dinitrification can be used in the production of drinking water in large scale. However, denitrification is even more promising and is currently under comprehensive study. The process turns nitrate into nitrogen, with no waste water produced. The cost of the method is low. But, heterotrophic denitrification needs further complicated treatment to remove extra amount of organic compounds and autotro-